

# 土地利用变化对泥沙连通性及泥沙输移的影响

## ——以重庆市涪陵页岩气开采区为例

冯斌, 张学伍, 徐敏, 胡海峰

[中煤科工重庆设计研究院(集团)有限公司, 重庆 400016]

**摘要:** [目的] 探究人类活动强烈干扰区景观格局变化对泥沙传输过程的影响, 为控制土壤流失为目标的土地利用优化提供科学参考。[方法] 运用土壤侵蚀方程、泥沙连通指数等方法分析了页岩气开采区重庆市涪陵区域城东片区页岩气开采前后(2010—2019年)土地利用格局的变化, 及其泥沙连通性和泥沙输移的响应。[结果] ①研究区2010—2019年, 耕地减少, 建设用地及林草地增加。②因土地利用格局变化导致的土壤侵蚀变化微弱, 整个研究区土壤侵蚀量减小, 从2010年的3.12减小到2019年2.78 t/(hm<sup>2</sup>·a), 整个区域的侵蚀策源地是旱耕地。③2010—2019年, 整个研究区的连通性指数(IC)呈现减小趋势, 从-0.46减小到-0.65, 整个区域泥沙输移比减小, 泥沙流失量由0.83 t/(hm<sup>2</sup>·a)减少到0.62 t/(hm<sup>2</sup>·a)。[结论] 土地利用变化除影响土壤侵蚀量外, 还影响了泥沙连通性进而减小了土壤流失量。重庆市页岩气开采未造成区域土壤流失发生明显增大, 阻断旱耕地的泥沙连通性仍是控制区域土壤流失的有效途径。

**关键词:** 土地利用变化; 土壤侵蚀; 泥沙连通性; 页岩气开发

文献标识码: A

文章编号: 1000-288X(2021)06-0171-09

中图分类号: F301.2, S157.1

**文献参数:** 冯斌, 张学伍, 徐敏, 等. 土地利用变化对泥沙连通性及泥沙输移的影响[J]. 水土保持通报, 2021, 41(6): 171-179. DOI: 10.13961/j.cnki.stbctb.2021.06.024; Feng Bin, Zhang Xuewu, Xu Min, et al. Effects of landscape pattern change on sediment connectivity and sediment transport [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2021, 41(6): 171-179.

## Effects of Landscape Pattern Change on Sediment Connectivity and Sediment Transport

—Taking Fuling Shale Gas Production Area in Fuling Area of Chongqing City as a Case Area

Feng Bin, Zhang Xuewu, Xu Min, Hu Haifeng

[China Coal Technology Group, Chongqing Engineering (Group) Co. Ltd, Chongqing 400016, China]

**Abstract:** [Objective] The effects of landscape change on the sediment transport process were studied in order to provide an important basis for the optimization of land use to control soil loss. [Methods] The earliest shale gas mining area in the eastern part of Fuling District of Chongqing City was selected as the research area. The changes in the landscape pattern before and after shale gas mining between 2010 and 2019 were analyzed. Moreover, the response of sediment connectivity and sediment transport to landscape changes was analyzed. The observing data from 16 runoff plots were used to calibrate sediment loads. [Results] ① From 2010 to 2019, the cultivated land decreased, and the construction land, forest and grass land increased; ② The change in soil erosion caused by landscape pattern change was weak, and the amount of soil erosion in the entire study area was 2.78 t/(ha·yr) in 2019. The source of erosion in the entire region was dry farmland; ③ The connectivity index IC of the entire study area decreased from -0.46 in 2010 to -0.65 in 2019. The sediment transport coefficient in the entire region decreased, and the soil loss modulus in the entire region decreased from 0.83 t/(ha·yr) in 2010 to 0.62 t/(ha·yr) in 2019. [Conclusion] The land use

收稿日期: 2021-04-06

修回日期: 2021-06-15

资助项目: 国家重大专项“大型油气田及煤层气开发及勘探评价: 涪陵页岩气开发示范工程”(2016ZX05060-023)

第一作者: 冯斌(1984—), 男(汉族), 河南省开封市人, 硕士, 高级工程师, 主要从事页岩气环境保护工作。Email: 29324671@qq.com。

通讯作者: 张学伍(1987—), 男(汉族), 重庆市荣昌县人, 硕士, 工程师, 主要从事水土保持工作。Email: hnbxyly@163.com。

change reduced the amount of soil loss by affecting the connectivity of sediment in addition to soil erosion. The shale gas mining in Chongqing City has not caused a significant increase in regional soil erosion. Blocking the connectivity of sediment in dry farmland is still an effective way to control regional soil erosion.

**Keywords:** land use change; soil erosion; sediment connectivity; shale gas mining

土壤侵蚀与泥沙输移是气候、土壤、植被、水文、地形等多种因素的综合结果<sup>[1]</sup>,代表着陆地生态系统中重要的物质循环与输移过程<sup>[2]</sup>。流域内土地利用景观类型、数量通过改变土壤侵蚀的发生机制,改变水文结构和侵蚀系统,引起土壤输移、拦截能力的变化,进而影响产沙量的增加或减少<sup>[3-4]</sup>。随着经济活动的发展,由于人类活动导致的土地利用变化是影响土壤侵蚀的直接驱动力,也是导致水土流失时空分异的重要原因。除了土地利用变化的影响外,流域泥沙输移还受泥沙输移路径影响,泥沙输移和连通性关系密切,水文研究领域借用连通性的概念开展了坡面—沟道水文连通、河—湖和流域水文连通的研究<sup>[5-7]</sup>。与泥沙输移直接相关的泥沙连通性,是指流域内泥沙通过分离和输移过程中从源到汇的传输程度<sup>[8]</sup>。泥沙连通性是可以很好地表示流域内泥沙输移潜力的表征量。Borselli 等人<sup>[9]</sup>开发了分布式的泥沙连通性指数(IC),量化泥沙连通的潜在大小。Cavalli 等人<sup>[10]</sup>对 IC 指数的坡度、泥沙贡献面积及权重因子的方法进行了改进。以连通性为基础,可以开发出不同空间位置的泥沙输移比<sup>[11]</sup>,被应用于评价泥沙输移量。流域泥沙连通性主要由流域异质性的空间格局所决定<sup>[12]</sup>,对景观空间格局的改变均会影响泥沙连通性,进而影响泥沙输移过程,如修建梯田、淤地坝、道路及建设用地增加等<sup>[13-14]</sup>。总体来说,在考虑流域泥沙输移通量时,现有研究主要关注的是土地利用变化对土壤侵蚀的影响,而忽视了因土地利用变化导致的泥沙连通性的影响。在国外,随着过去 20 a 页岩气开发的快速发展,页岩气开发平台、道路和管线占用土地和干扰环境状况逐渐受到关注<sup>[15]</sup>,页岩区开采需要修建大量的通行道路,进一步增加建设用地,可能会导致区域土地利用变化明显。随着中国页岩气将大规模开发利用,相关学者<sup>[16]</sup>建议页岩气开发设计应考虑占地、景观破碎化的影响。本研究在考虑页岩气开采区建设对于土地利用的改变的影响基础上,探寻这种景观变化对泥沙流失影响。本文以重庆市涪陵区中国首批页岩气勘查开发示范区为研究区域,分析开发前后景观格局的变化(2010—2019 年),并利用 RUSLE 通用土壤流失方程计算土地利用变化导致的土壤侵蚀变化,分析土地利用对泥沙连通性和泥沙输移的影响,研究结果可为类似区域控制土壤

流失为目标的流域土地利用布局和优化提供重要的参考价值。

## 1 研究区概况与研究方法

### 1.1 研究区概况

研究区位于中国重庆市涪陵区焦石镇,地理坐标为:东经 117°26′07″—117°38′13″,北纬 29°33′50″—29°47′32″,处于四川盆地及山地过渡地带,面积约为 284 km<sup>2</sup>,地形以低山丘陵为主,研究区范围属于页岩气开采区的范围,来源于重庆市规划与自然资源局。研究区受地质构造和长江、乌江水系的切割,相对高差较大,为 141~1 422 m。该区为亚热带湿润季风气候区,雨量充沛,区域年平均降雨 1 100 mm,但分布不均,年内降水主要集中于 5—9 月,占全年降水量的 68%左右,年均蒸发量 1 076 mm,相对湿度 81%;多年平均气温 18.0 °C,≥10 °C 积温 5 719 °C,无霜期多年平均 317 d,日照时数 1 087 h;区内主导风向为东北向,年平均风速 0.7 m/s。研究区土壤以紫色土和水稻土为主;地带性植被类型属亚热带常绿阔叶林,由于人为原因区域内的天然林已大量消失,目前植被主要为人工林、天然次生林及农作物。

### 1.2 研究方法

1.2.1 数据来源 研究区的页岩气开发始于 2012 年,到 2018 年研究区的页岩气开发的附属设施相关建设已基本完成,因此选择 2010—2019 年为研究时间段。土壤侵蚀模拟数据主要包括日降雨、地形、土地利用、土壤理化参数等。日降雨数据来源于涪陵区气象局,2010—2019 年期间日降雨数据,主要用于计算降雨侵蚀力。地形数据是空间栅格大小 12.5 m 的 DEM 数据,该数据由 ALOS (advanced land observing satellite) 卫星相控阵型 L 波段合成孔径雷达 (PAL-SAR) 采集,数据下载网址 <https://urs.earthdata.nasa.gov/users/new>,主要用于计算侵蚀模拟中的坡长和坡度因子。土地利用来源于 Google earth 下载的遥感影像(2010 和 2019 年),根据中国的《土地利用现状分类》标准和区域的土地利用特点,将土地利用划分为水田、旱耕地、林地、草地、建筑用地(页岩气开采地、道路)。土壤可蚀性的计算依靠有机质和砂、粉、黏 3 种粒径颗粒的百分比含量,相关数据来源于

国家地球系统科学数据中心。本研究利用径流小区的泥沙流失量数据来验证本文的计算结果,径流小区的数据来源于2019年重庆市水土保持公报,从重庆市水利局网站公开下载,本研究共采用了公报中的16个径流小区数据,这些小区泥沙流失量数据观测年份是2018年部分降雨事件结果(表1)。

表1 研究区径流小区数据

小区编号	坡度/ (°)	坡长/ m	土地利用	水土保持措施	监测泥沙流失量/(t·hm <sup>-2</sup> )
1	25	20	旱耕地	轮作	2.825
2	20	20	旱耕地	轮作	1.453
3	15	20	旱耕地	轮作	0.980
4	10	20	旱耕地	轮作	0.803
5	5	20	旱耕地	轮作	0.368
6	16	20	旱耕地	横坡耕作	0.995
7	16	20	旱耕地	梯田	0.137
8	16	20	旱耕地	顺坡耕作	0.598
9	16	20	草地	无	0.908
10	16	20	林地	无	0.017
11	20	48	林地	无	0.320
12	14	54	草地	无	0.314
13	23	33	旱耕地	轮作	1.909
14	20	43	草地	无	0
15	25	28	林地	无	0.131
16	20	22	林地	无	0.137

注:本研究选择的径流小区位于重庆市万州区付沟小流域,径流小区土壤为紫色土。当表中某列无单位时,表示该列为无量纲。下同。

1.2.2 土壤流失的模拟 土壤流失模拟主要包括土壤侵蚀和泥沙输移比的模拟。土壤侵蚀的模拟采用修正的通用土壤流失方程(RUSLE)计算空间尺度的

$$K = \{0.2 + 0.3 \exp[-0.025 \ 6S_{AN} \left(1 - \frac{S_{IL}}{100}\right)]\} \times \left(\frac{S_{IL}}{C_{LA} + S_{IL}}\right) \times 0.3 \times \left\{1 - \frac{0.25C}{[C + \exp(3.72 - 2.95C)]}\right\} \times \left\{1 - \frac{0.75SN}{SN + \exp(-5.51 + 22.9 \times SN)}\right\} \quad (4)$$

$$SN = 1 - \frac{S_{AN}}{100} \quad (5)$$

式中: $K$ 为土壤侵蚀因子; $S_{AN}$ 为沙粒含量; $S_{IL}$ 为黏粒含量; $C_{LA}$ 为粉粒含量; $C$ 为土壤有机碳含量。

(3)  $LS$ 地形因子。 $LS$ 地形因子的计算利用Desmet和Govers<sup>[20]</sup>在考虑水流汇集和溢流后,采用汇水面积来估算某段坡的 $LS$ 值:

$$(LS)_{i,j} = S_{i,j} \times (m+1) \times \left(\frac{A_{si,j-out} + A_{si,j-in}}{2 \times 22.13}\right)^m \quad (6)$$

土壤侵蚀强度,泥沙输移比基于土壤连通性指数来反映泥沙的输移。具体计算公式<sup>[17]</sup>为:

$$SSY_i = E_i \cdot SDR_i \quad (1)$$

式中: $SSY_i$ 指栅格 $i$ 的产沙模数 $[t/(hm^2 \cdot a)]$ ; $E_i$ 栅格 $i$ 的土壤侵蚀量 $[t/(hm^2 \cdot a)]$ ; $SDR_i$ 是栅格 $i$ 的泥沙输移比。其中土壤侵蚀量的估算公式为:

$$E_i = R \cdot K_i \cdot LS_i \cdot C_i \cdot P_i \quad (2)$$

式中: $R$ 是降雨侵蚀力 $[(MJ \cdot mm)/(hm^2 \cdot h \cdot a)]$ ; $K$ 是土壤侵蚀能力 $[(t \cdot h)/(MJ \cdot mm)]$ ; $LS_i$ 是地形因素; $C$ 是植被因素; $P$ 是水土保持工程措施因素。

(1) 降雨侵蚀力( $R$ )。降雨侵蚀力是指一次降雨总动能( $E$ )与该次降雨的最大30 min雨强( $I_{30}$ )的乘积,亦称 $EI_{30}$ 指数。但是由于这类详细的降雨数据获取困难,在研究中通常基于日降雨尺度数据,把日降雨量大于12 mm的降雨称为侵蚀性降雨<sup>[18]</sup>,本文利用章文波等<sup>[22]</sup>提出日降雨侵蚀力计算方法,该方法应用在中国的第一次水土流失调查中,在中国有较为应用的普适性。

$$R = \alpha \sum_{k=1}^m (P_k)^\beta \quad (3)$$

式中: $k=1,2,\dots,m$ 为一年中侵蚀性降雨的天数; $P_k$ 为日降雨大于12 mm的侵蚀性降雨量; $P_{d12}$ , $P_{y12}$ 分别为一年中平均侵蚀降雨量和整个研究时段的平均侵蚀降雨量。

(2) 土壤可蚀性因子( $K$ )。土壤在雨滴打击、径流冲刷等外力作用下被分撒和搬运的难易程度被定义为土壤可蚀性。EPIC(erosion-productivity impact calculator)模型<sup>[19]</sup>应用土壤质地及有机质两个较为易获得的因子变量来计算土壤可蚀性,其表达式为:

式中: $(LS)_{i,j}$ 为栅格 $(i,j)$ 处的地形因子; $S_{i,j}$ 为坐标 $(i,j)$ 处的坡度因子; $A_{Si,j-out}$ 为坐标 $(i,j)$ 出口处单位汇水面积; $A_{Si,j-in}$ 为坐标 $(i,j)$ 入口单位汇水面积; $m$ 为坡长指数。

(4) 植被因子( $C$ )和水土保持措施因子( $P$ )。植被因子和土地利用有关,我们根据土地利用进行赋值,水土保持工程措施因子主要是一些工程措施和耕作措施,这两个因子,借鉴相关研究结果获取<sup>[21-23]</sup>,结果如图1所示。

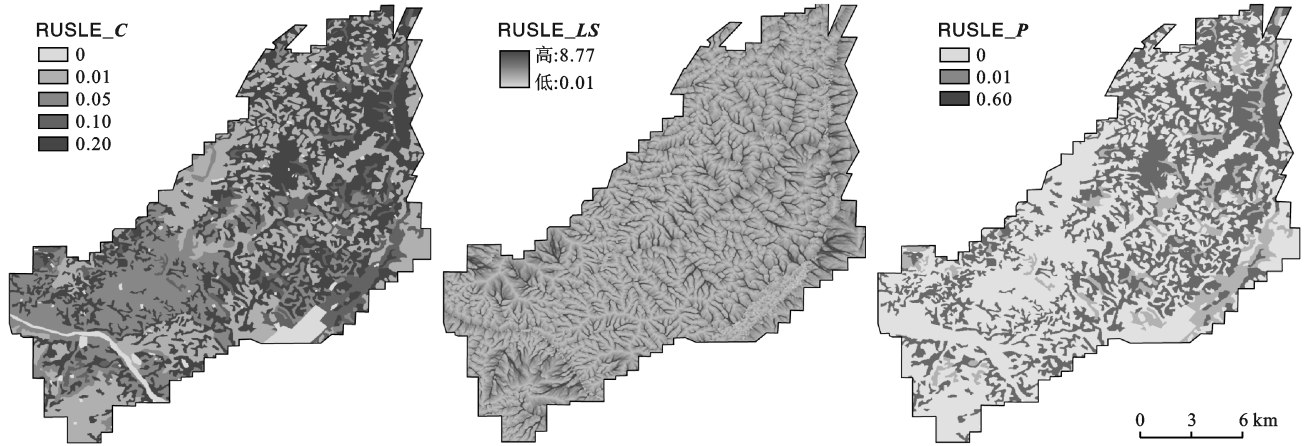


图 1 研究区主要的土壤侵蚀因子

1.2.3 泥沙连通性指数 本文采用 Borselli 等<sup>[9]</sup>提出的径流泥沙连通性指数 IC 表征泥沙连通性。图 2 给出了泥沙连通性的计算过程,以参考点 R 的泥沙连通性为例,该方法考虑了参考点 R 的汇流区上游部分的基本情况和下游泥沙输移路径的基本特征。其上坡模块  $D_{up}$  考虑了侵蚀源区坡度、面积和土地利用计算潜在径流和泥沙向下游流动的可能性,下坡模块  $D_{dn}$  表示泥沙沿着径流路线到达指定沟道或者流域出口的可能性,属于“流动力”式方法。总体的计算公式为:

$$IC = \lg\left(\frac{D_{up}}{D_{dn}}\right) = \lg\left(\frac{\bar{W}S\sqrt{A}}{\sum_i \frac{d_i}{\omega_i s_i}}\right) \quad (7)$$

式中: $\bar{W}$  指参考栅格的汇水区的 RULSE 模型的 C 因子的平均值;  $A$  为参考栅格点汇水区的面积( $m^2$ );  $S$  为参考栅格点汇水区的平均坡度( $m/m$ );  $d_i$  为参考栅格下游部分第  $i$  个单元格向坡下流动路径的长度( $m$ );  $\omega_i$  为第  $i$  个栅格的 RULSE 模型的 C 因子,无量纲;  $s_i$  为第  $i$  个单元格的坡度( $m/m$ )。整个的计算过程在 Matlab 中编程实现。

1.2.4 泥沙输移比计算及验证 基于泥沙连通性,栅格单元尺度的泥沙输移比可以按以下公式<sup>[14]</sup>计算。

$$SDR_i = \frac{SDR_{max}}{1 + e^{\left(\frac{IC_i - IC_0}{k}\right)}} \quad (8)$$

式中: $SDR_i$  指栅格  $i$  的泥沙输移比;  $SDR_{max}$  指最大的泥沙输移比,本研究中为 1,  $IC_0$  及  $k$  为待定参数。

利用径流小区的实测泥沙流失数据确定  $IC_0$  和  $k$  的值,利用其中的 10 个径流小区确定  $IC_0$  和  $k$  的值,利用剩下的 6 个径流小区验证计算结果。 $IC_0$  和  $k$  的值确定过程如下(表 2):首先根据径流小区的信息计算每个径流小区的土壤侵蚀量,然后根据土壤侵蚀量与实测泥沙流失量计算每个径流小区的泥沙输移比,

再根据径流小区的信息计算泥沙连通性,最后通过泥沙输移比的计算公式应用最小的误差试错法得到推荐的  $IC_0$  及  $k$  组合系数,分别是 0, 1。

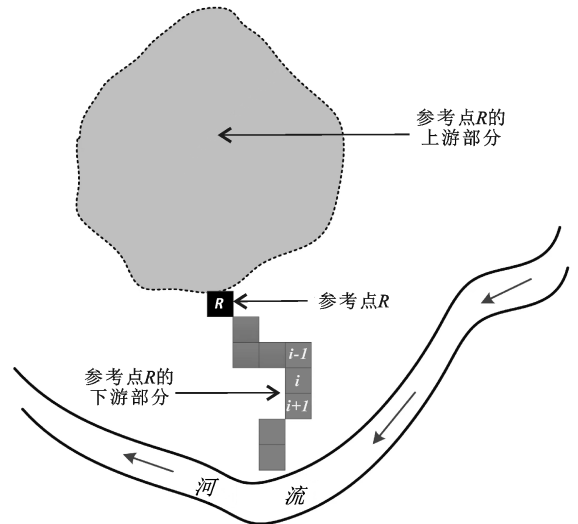


图 2 泥沙连通性的计算过程<sup>[14]</sup>

本研究选取 Nash-Suttcliffe 模型效率系数(NS)作为评价模拟结果的指标。Nash-Suttcliffe 模型效率系数(NS),体现实测与模拟量过程的拟合程度的好坏,其表达式为:

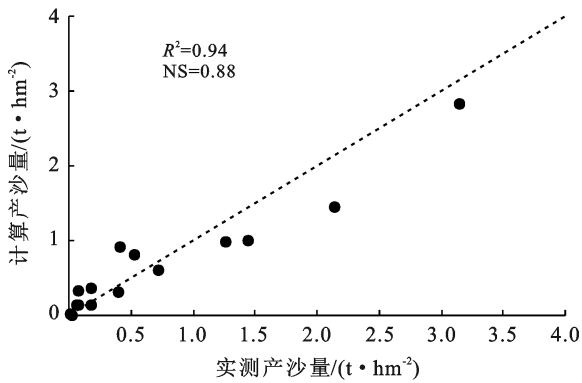
$$NS = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Q_{obs,i} - Q_{sim,i})^2}{\sum_{i=1}^n (Q_{obs,i} - \overline{Q_{obs}})^2} \quad (9)$$

式中: $Q_{obs}$  表示实测径流小区泥沙流失量;  $Q_{sim}$  表示模型模拟的小区泥沙流失量;  $\overline{Q_{obs}}$  表示实测量的平均值。NS 值的范围是  $[-\infty, 1]$ , NS 的值越接近 1 表示模型的模拟效率越高。当  $NS > 0.54$  时,模型效果可以接受,其中 NS 在 0.54~0.65 之间时,模型效果令人满意,大于 0.65 时,模型模拟效果很好。本研究得到 NS 值达 0.88,说明模型模拟效果令人较好(图 3)。

表 2 径流小区的土壤侵蚀、泥沙连通性、泥沙输移比及流失量计算

小区 编号	土壤侵蚀			泥沙连通性			SDR	泥沙流量/ (t·hm <sup>-2</sup> )	
	R* K/(t·hm <sup>-2</sup> )	LS	CP	E	D <sub>up</sub>	D <sub>dn</sub>			IC
1	57.52	1.20	0.08	5.52	22.00	11.36	0.29	0.57	3.15
2	57.52	0.90	0.08	4.15	17.00	14.70	0.06	0.52	2.14
3	57.52	0.60	0.08	2.77	13.00	19.23	-0.17	0.46	1.27
4	57.52	0.31	0.08	1.41	8.70	28.73	-0.52	0.37	0.52
5	57.52	0.16	0.08	0.73	4.30	58.14	-1.13	0.24	0.18
6	57.52	0.66	0.08	3.05	7.14	17.86	-0.11	0.47	1.44
7	57.52	0.66	0.01	0.38	7.14	17.86	-0.11	0.47	0.18
8	57.52	0.66	0.04	1.52	7.14	17.86	-0.11	0.47	0.72
9	57.52	0.66	0.04	1.33	5.38	35.71	-0.82	0.31	0.41
10	57.52	0.66	0.00	0.15	1.08	178.57	-2.22	0.10	0.01
11	57.52	1.40	0.01	0.56	3.14	264.71	-1.93	0.13	0.07
12	57.52	0.89	0.04	1.79	8.35	150.48	-1.26	0.22	0.40
13	57.52	1.32	0.00	0.08	56.11	13.14	0.63	0.65	0.03
14	57.52	1.42	0.01	0.57	13.06	58.82	-0.65	0.34	0.07
15	57.52	1.52	0.01	0.61	3.04	242.42	-1.90	0.13	0.07
16	57.52	1.20	0.08	5.52	1.31	147.06	-2.05	0.11	3.15

注:径流小区按 5 m×5 m 空间分辨率计算每个栅格单元的连通性,整个径流小区的连通性为所有栅格单元的平均值。R 为降雨侵蚀因子;K 为土壤侵蚀因子;LS 为地形因子;E 为土壤侵蚀模数;D<sub>up</sub>为泥沙连通指数的上坡模块;D<sub>dn</sub>为泥沙连通指数的下坡模块;IC 为泥沙连通指数;SDR 为泥沙输移比。R\* 为非全年的降雨侵蚀力,因此单位和前面公式不同。下同。



注: NS 为模型效率系数。

图 3 基于泥沙输移比的产沙模型计算结果与实测产沙对比

## 2 结果与分析

### 2.1 土地利用变化

根据 2010, 2019 年遥感影像解译结果获得了相应年份的土地利用(表 3), 主要表现为耕地面积的减少及其他主要土地利用类型的增加。减少最大的是旱耕地, 由 2010 年的 42.73% 减少到 2019 年的 35.86%, 水田减少幅度稍小从 10.03% 减少到 8.37%。林地增加幅度最大, 由 2010 年的 27.06% 增加到 2019 年的 31.1%, 建筑用地由 2010 年的 280 hm<sup>2</sup> 增加到 2019 年的 980 hm<sup>2</sup>。

### 2.2 土壤侵蚀变化

利用 RUSLE 通用土壤流失方程模拟了 2010 及 2019 年的土壤侵蚀状况。根据《土壤侵蚀强度分类分

级标准(SL190-2007)》, 将研究区的土壤侵蚀强度划分为微度、轻度、中度、强度以及极强度 5 个级别(图 4)。2010 和 2019 年间侵蚀格局几乎没有发生较大的改变(表 4), 研究区域的 2019 年平均土壤侵蚀模数是 2.78 t/(hm<sup>2</sup>·a), 2010 年的侵蚀模数比 2019 年大, 是 3.12 t/(hm<sup>2</sup>·a)。整个研究区大部分区域 2019 年土壤侵蚀级别属于微度, 具体来说, 52.64% 的区域土壤侵蚀小于 2 t/(hm<sup>2</sup>·a)。级别属于轻度侵蚀及以下的区域占了整个研究区域的 95.62%。

表 3 研究区 2010—2019 年土地利用变化

土地类型	2010 年		2019 年	
	面积/hm <sup>2</sup>	比例/%	面积/hm <sup>2</sup>	比例/%
水田	2 849	10.03	2 377	8.37
旱耕地	12 143	42.73	10 185	35.86
林地	7 689	27.06	8 833	31.10
草地	5 290	18.62	5 908	21.51
水域	150	0.53	120	0.42
建筑用地	280	0.99	980	2.75

表 4 不同年份土壤侵蚀分级统计

侵蚀等级	分类标准/ (t·hm <sup>-2</sup> ·a <sup>-1</sup> )	2010 年		2019 年	
		面积/hm <sup>2</sup>	比例/%	面积/hm <sup>2</sup>	比例/%
微度	<2	130.9	46.09	149.5	52.64
轻度	2~25	129.7	45.67	122.2	43.03
中度	25~50	15	5.28	7.8	2.75
强度	50~80	10	3.52	4.3	1.51
极剧烈	80~150	1	0.35	0	0.00

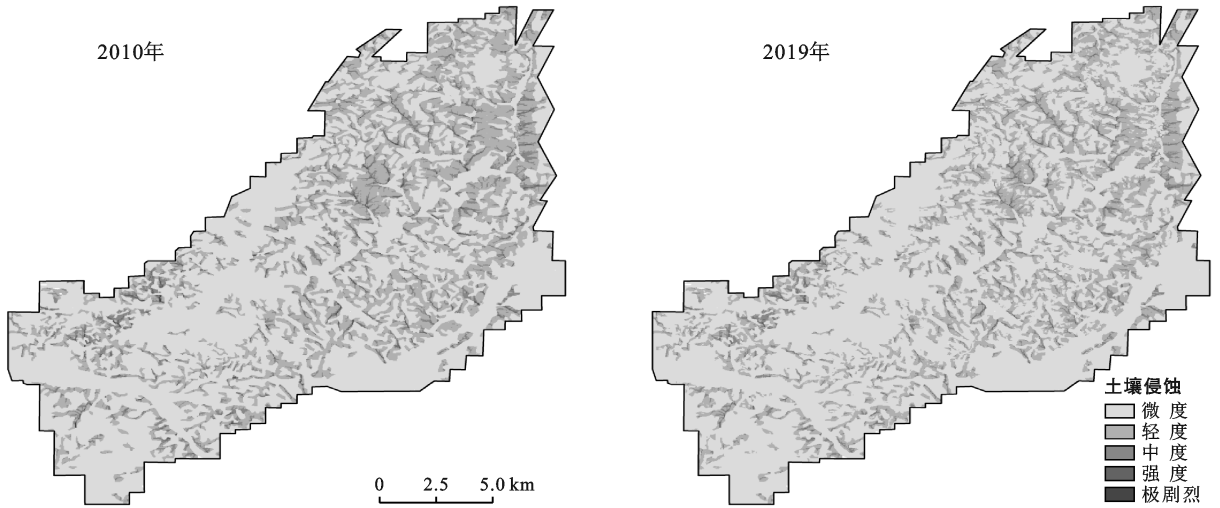


图 4 研究区 2010 和 2019 年土壤侵蚀分级

2010 和 2019 年间的土壤侵蚀格局变化不大(图 4),并统计了 2019 年不同土地利用侵蚀结果(表 5)。从统计结果可知,旱耕地是土壤侵蚀的主要策源地,其土壤侵蚀模数是  $6.39 \text{ t}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ ,是水田约 5 倍,整个旱耕地面积占研究区域 35.86%,却贡献了侵蚀量的 82.59%。林地和草地的土壤侵蚀模数均很低,分别是 0.58, 0.87,因其很低的土壤侵蚀率,这两种土地利用面积占了研究区的 52.6%,其侵蚀量只贡献了 13.24%。本研究支持了相关研究的结果<sup>[24-25]</sup>,不管是在三峡库区或是相邻的川中丘陵区旱耕地是主要的侵蚀源地,虽然其平均侵蚀速率属于轻度,但由于土壤侵蚀有着巨大的时空异质性,需要重点关注。

### 2.3 泥沙连通性及泥沙输移比的变化

以 2010—2019 年不同的土地利用为基础计算了这两年的连通性指数,并基于这些指数获得栅格尺度的泥沙输移比(图 5—6)。在 ArcGIS 中统计出不同土地利用类型的连通性指数 IC 和泥沙输移比 SDR

(表 6)。整体来说,整个流域的连通性指数呈现减小变化趋势,具体来说从 2010 年的  $-0.46$  减小到 2019 年的  $-0.65$ 。耕地的连通性指数减少幅度最大,如水田由 2010 年的  $-0.31$  减小到 2019 年的  $-0.52$ ,旱耕地由 2010 年的  $-0.38$  减小到 2019 年的  $-0.66$ 。在 2010 和 2019 年,连通性指数最大的是水域,连通指数最小的是林地,主要原因是林地植被覆盖高,且根系的固土作用不仅是其本身侵蚀指数小,而且具有拦截泥沙的功能,因此使其连通指数小。

表 5 2019 年不同土地利用侵蚀状况

地类	侵蚀模数/ $(\text{t} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1})$	侵蚀量/ $10^4 \text{ t}$	比例/%
水田	1.39	0.33	4.19
旱耕地	6.39	6.50	82.59
林地	0.58	0.51	6.50
草地	0.87	0.53	6.74
水域	0	0	0
建筑用地	0	0	0

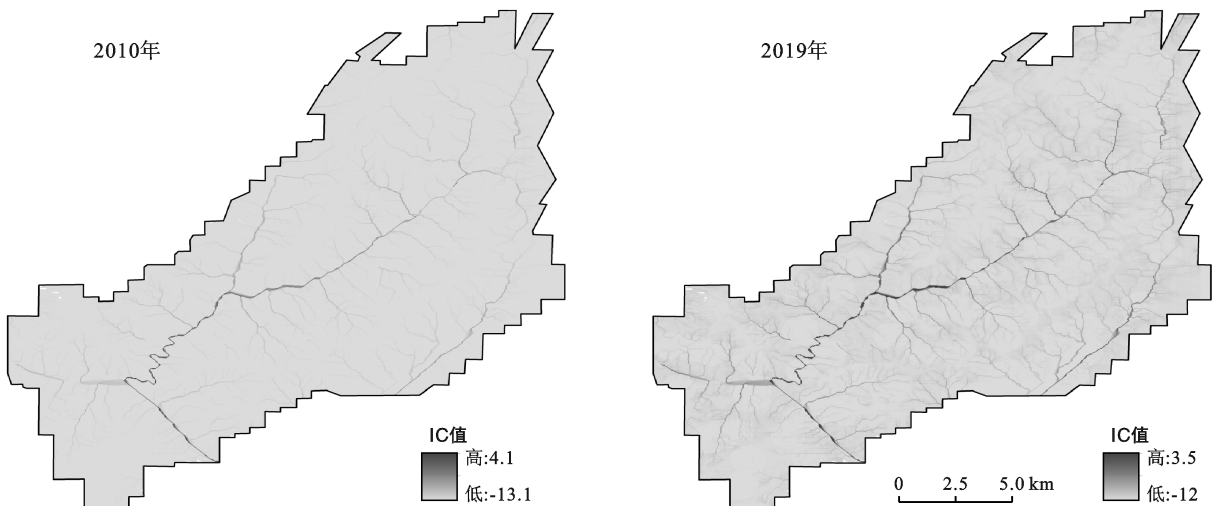


图 5 研究区 2010—2019 年连通性指数 (IC)

由于连通性指数减小使泥沙输移比也随之减小,其中旱耕地减小最大,由 2010 年的 0.29 减小到 2019 年的 0.22,建筑用地的泥沙输移比减小幅度最小。根据 2019 年各土地利用的泥沙输移比比较发现,

各主要的土地利用的泥沙输移比在 0.2~0.27 之间,差异不是非常大,但是由于不同土地利用土壤侵蚀模数差异较大导致不同土地利用的土壤流失量差异较大。

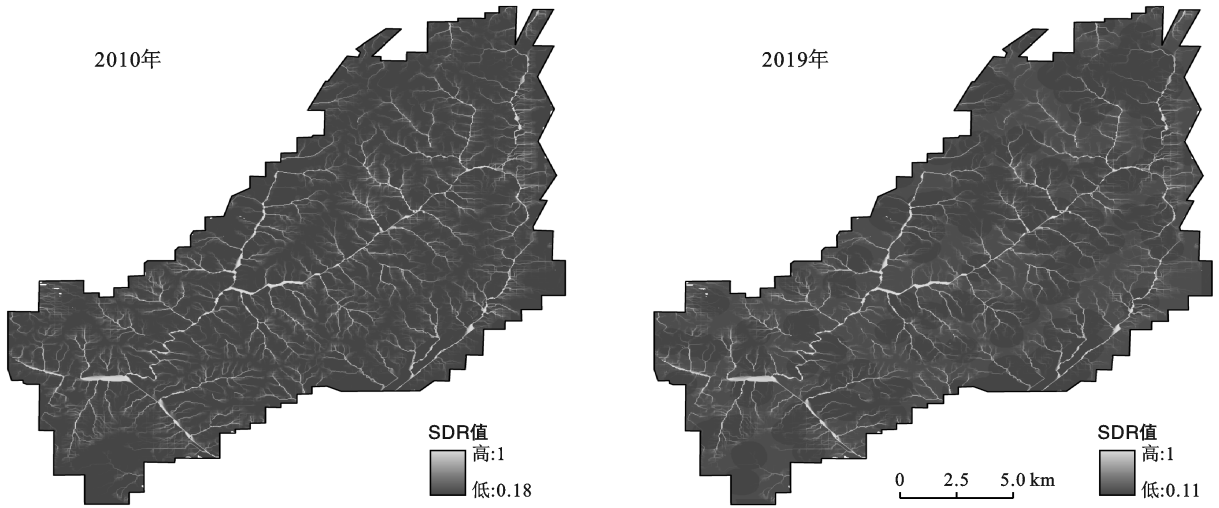


图 6 研究区 2010—2019 年泥沙输移比 (SDR)

表 6 研究区 2010—2019 年不同土地利用的 IC 及 SDR

土地类型	2010 年		2019 年	
	IC	SDR	IC	SDR
水田	-0.31	0.31	-0.52	0.27
旱耕地	-0.38	0.29	-0.66	0.22
林地	-0.68	0.24	-0.79	0.20
草地	-0.46	0.28	-0.60	0.24
水域	2.87	0.91	2.60	0.89
建筑用地	-0.43	0.28	-0.50	0.27
整个研究区	-0.46		-0.65	

根据研究区的土壤侵蚀模数和泥沙输移比叠加,统计得到不同土地利用的泥沙流失量(表 7)。旱耕地由于土壤侵蚀模数高,因此依然土壤流失模数最高的一类土地利用。旱耕地从 2010—2019 年泥沙流失量变化幅度最大,由 1.97 t/(hm<sup>2</sup>·a)减小到 2019 年的 1.41 t/(hm<sup>2</sup>·a)。整个研究区产沙模数由 0.83 t/(hm<sup>2</sup>·a)减小到 0.62 t/(hm<sup>2</sup>·a),泥沙流失量从 2.38×10<sup>4</sup> t 减少到 1.76×10<sup>4</sup> t。

表 7 研究区 2010—2019 年不同土地利用土壤流失量

土地类型	2010 年		2019 年	
	产沙模数/ (t·hm <sup>-2</sup> ·a <sup>-1</sup> )	泥沙流失 量/10 <sup>4</sup> t	产沙模数/ (t·hm <sup>-2</sup> ·a <sup>-1</sup> )	泥沙流失 量/10 <sup>4</sup> t
水田	0.43	0.10	0.38	0.09
旱耕地	1.97	2.01	1.41	1.44
林地	0.14	0.12	0.12	0.11
草地	0.24	0.15	0.21	0.13
水域	0	0	0	0
建筑用地	0	0	0	0
整个研究区	0.83	2.38	0.62	1.76

### 3 讨论

页岩气开采区的土地利用变化主要表现为耕地减少,采矿用地和草地增加,这种变化格局和整个三峡库区趋势一致<sup>[26]</sup>。由于我们的研究时间是 2010—2019 年,这段时间的退耕还林工作已完成即没有新增加的退耕用地,在此期间的耕地减少主要是因为耕地撂荒导致的,因为耕地撂荒在没有人为干扰的情况下很快会发展为草地,因此本研究可以发现草地的增加幅度最大。相关研究已经证实了重庆是耕地撂荒率较高的地区,史铁丑<sup>[27]</sup>在重庆通过调研比对发现,耕地撂荒率为 18.0%,撂荒耕地以旱地为主,比例为 82.4%。

本研究通过 RUSLE 对研究区域进行土壤侵蚀的模拟,本研究区域高差相对较大,但是 RUSLE 模型已成功对相似地形条件的三峡库区成功应用<sup>[28]</sup>。通过模拟发现不同的土地利用的土壤侵蚀差异巨大,主要的侵蚀源是旱耕地,达 6.39 t/hm<sup>2</sup>,这与川中丘陵区不同土地利用侵蚀模数排序相似,然而与川中丘陵区的耕地相比,该区域的侵蚀模数偏小<sup>[25]</sup>。本研究没有考虑页岩气开发中修建道路及钻井对土壤扰动造成的土壤流失,因此可能会稍微低估区域的土壤侵蚀量。

从小区、坡面到流域尺度,泥沙源区的连通及响应单元间的空间连通主导着侵蚀的发生和发展,进而影响了区域的产沙<sup>[29-30]</sup>。本研究发现在研究区域近 10 a 的土地利用变化使泥沙连通性减弱,正如前文所

述由于耕地撂荒和页岩气的开采使建设用地增加,景观结构上表现为土地斑块增加更加破碎化。相关研究发现,建筑设施等起到阻碍作用的景观元素削弱泥沙输移路径连通,形成较低的连通度<sup>[31]</sup>。

泥沙连通指数(IC)是分布式的即可以分布整个研究区,该指数将侵蚀产沙与泥沙输出结合起来,具有较强的过程基础,实质上是一个结合侵蚀与泥沙输移的简化模型<sup>[30]</sup>。因此,Vigiak<sup>[11]</sup>通过改进提出了基于泥沙连通指数的泥沙输移比。在本研究区域近 10 a 的土地利用使区域的连通指数减少,同样地泥沙输移比也相应减少。整个研究区的泥沙输移比从 0.27 减少到 0.22。高旭彪<sup>[32]</sup>根据同位素示踪法测定了流域土壤侵蚀模数和调查的平均淤积模数总结了紫色土丘陵区的泥沙输移比公式,根据此公式本研究区的泥沙输移比在 0.21~0.25 之间,说明基于连通指数建立的分布式泥沙输移模型具有较好的适用性。

## 4 结论

(1) 2010—2019 年研究区域随着页岩气的开发及耕地撂荒,加速了土地利用结构的变化,建设用地、林草地增加,而相应的耕地减少。

(2) 在 2010—2019 年,因土地利用格局变化导致的土壤侵蚀变化微弱,整个研究区内的土壤侵蚀量皆小,从 2010 年的 3.12 t/(hm<sup>2</sup>·a) 变为 2019 年为 2.78 t/(hm<sup>2</sup>·a),整个区域的侵蚀的策源地是旱耕地,其侵蚀量占整个研究区的 82%。

(3) 在 2010—2019 年,整个研究区的连通性指数 IC 呈现减小变化趋势,从 2010 年的 -0.46 减小到 2019 年的 -0.65,整个区域泥沙输移比减小,其中旱耕地减小幅度最大。侵蚀量变化虽不大,但因泥沙输移比的减少,使整个区域产沙模数由 0.83 t/(hm<sup>2</sup>·a) 减少到 2019 年的 0.62 t/(hm<sup>2</sup>·a)。

### [参 考 文 献]

- [1] 郑明国,蔡强国,陈浩.黄土丘陵沟壑区植被对不同空间尺度水沙关系的影响[J].生态学报,2007,27(9):3572-3581.
- [2] Pimentel D, Kounang N. Ecology of soil erosion in ecosystems [J]. *Ecosystems*, 1998,1(1):416-426.
- [3] 王计平,杨磊,卫伟,等.黄土丘陵区景观格局对水土流失过程的影响:景观水平与多尺度比较[J].生态学报,2011,31(19):5531-5541.
- [4] 陈利顶,吕一河,傅伯杰,等.基于模式识别的景观格局分析与尺度转换研究框架[J].生态学报,2006,26(3):663-670.
- [5] Tischendorf L, Fahrig L. How should we measure landscape connectivity? [J]. *Landscape Ecology*, 2000, 15(7):633-641.
- [6] 刘金涛,韩小乐,刘建立,等.山坡表层关键带结构与水文连通性研究进展[J].水科学进展,2019,30(1):112-122.
- [7] Kevin J M, Jeffrey J M. Hydrological connectivity of hillslopes and streams: Characteristic time scales and nonlinearities [J]. *Water Resources Research*, 2010,46(10): W10543.
- [8] Bracken L J, Wainwright J, Ali G A, et al. Concepts of hydrological connectivity: Research approaches, pathways and future agendas [J]. *Earth-Science Reviews*, 2013,119:17-34.
- [9] Borselli L, Cassi P, Torri D. Prolegomena to sediment and flow connectivity in the landscape: A GIS and field numerical assessment [J]. *Catena*, 2008,75(3):268-277.
- [10] Cavalli M, Trevisani S, Comiti F, et al. Geomorphic assessment of spatial sediment connectivity in small Alpine catchments [J]. *Geomorphology*, 2013, 188:31-41.
- [11] Vigiak O, Borselli L, Newham L T H, et al. Comparison of conceptual landscape metrics to define hillslope-scale sediment delivery ratio [J]. *Geomorphology*, 2012:138,74-88.
- [12] Nieuwenhuysen B H J V, Antoine M, Wyseure G, et al. Pattern-process relationships in surface hydrology: Hydrological connectivity expressed in landscape metrics [J]. *Hydrological Processes*, 2011,25(24):3760-3773.
- [13] Ore G, Bruins H J. Design features of ancient agricultural terrace walls in the Negev desert: Human-made geodiversity [J]. *Land Degradation & Development*, 2012,23(4):409-418.
- [14] Croke J, Mockler S, Fogarty P, et al. Sediment concentration changes in runoff pathways from a forest road network and the resultant spatial pattern of catchment connectivity [J]. *Geomorphology*, 2005,68(3):257-268.
- [15] Preston T M, Kim K. Land cover changes associated with recent energy development in the Williston Basin; Northern Great Plains, USA [J]. *Science of the Total Environment*, 2016,566/567:1511-1518.
- [16] 陈宏坤,杜显元,张心显,等.页岩气开发对植被和土壤的影响研究进展[J].生态学报,2018,38(18):6383-6390.
- [17] Rajbanshi J, Bhattacharya S. Assessment of soil erosion, sediment yield and basin specific controlling factors using RUSLE-SDR and PLSR approach in Konar River basin, India [J]. *Journal of Hydrology*, 2020, 587:124935.
- [18] 章文波,谢云,刘宝元.利用日雨量计算降雨侵蚀力的方



- 法研究[J].地理科学,2002,22(6):705-711.
- [19] 范丽丽,沈珍瑶,刘瑞民.基于 GIS 的大宁河流域土壤侵蚀评价及其空间特征研究[J].北京师范大学学报(自然科学版),2007,43(5):563-566.
- [20] Desmet P J, Govers G. A GIS procedure for the automated calculation of the USLE LS factor on topographically complex landscape units [J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 1996,51(5):427-433.
- [21] Dai Z H, Feng X. B, Zhang C, et al. Assessment of mercury erosion by surface water in Wanshan mercury mining area [J]. *Environmental Research*, 2013,125: 2-11.
- [22] Yang D W, Kanae S, Oki T, et al. Global potential soil erosion with reference to land use and climate changes [J]. *Hydrological Processes*, 2003,17(14),2913-2928.
- [23] Li Xiaosong, Wu Bingfang, Zhang Lei. Dynamic monitoring of soil erosion for upper stream of Miyun Reservoir in the last 30 years [J]. *Journal of Mountain Science*, 2013,10(5):801-811.
- [24] 刘婷,邵景安.三峡库区不同土地利用背景下的土壤侵蚀时空变化及其分布规律[J].中国水土保持科学,2016,14(3):1-9.
- [25] 张鹏,尹忠东,尚河英.川中紫色土区林地型小流域不同用地类型的土壤侵蚀特征[J].生态科学,2017,36(3): 8-14.
- [26] 熊杰,曾源,朱亮,等.近 25 年三峡库区土地覆被变化及驱动力分析[J].长江流域资源与环境,2018,27(10): 2368-2378.
- [27] 史铁丑,徐晓红.重庆市典型县撂荒耕地图斑的提取与验证[J].农业工程学报,2016,32(24):261-267.
- [28] 俱战省,文安邦,严冬春,等.三峡库区小流域修正通用土壤流失方程适用性分析[J].农业工程学报,2015,31(5):121-129,131,130.
- [29] Cammeraat E L H. Scale dependent thresholds in hydrological and erosion response of a semi-arid catchment in Southeast Spain [J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2004,104(2):317-332.
- [30] 刘宇.土壤侵蚀研究中的景观连通度:概念、作用及定量[J].地理研究,2016,35(1):195-202.
- [31] Prugh L R. An evaluation of patch connectivity measures [J]. *Ecological Applications*, 2009,19(5):1300-1310.
- [32] 高旭彪,孙厚才,赵永军,等.长江上游川中紫色土丘陵区小流域泥沙输移比空间尺度效应研究[J].水土保持通报,2007,27(6): 130-133,151.

(上接第 170 页)

- [9] 程钰,尹建中,王建事.黄河三角洲地区自然资本动态演变与影响因素研究[J].中国人口·资源与环境,2019,29(4):127-136.
- [10] 吴健生,李铠杨,赵宇豪.基于改进三维足迹模型的关中地区土地自然资本利用状况分析[J].地理科学进展,2020,39(8):1345-1355.
- [11] 刘勇生.煤炭开发负外部性及其补偿机制研究[D].北京:北京理工大学,2014.
- [12] 薛建春.基于 EMD 的平朔矿区生态承载力变化及动力学预测分析[J].内蒙古农业大学学报(自然科学版),2014,35(5):63-68.
- [13] 张海莹.负外部成本内部化约束下的煤炭开采税费水平研究[J].中国人口.资源与环境,2012,22(2): 147-151.
- [14] 李小建.山西煤炭工业对周边环境及资源破坏的研究[J].山西化工,2018,38(3):211-212.
- [15] 李鹏辉,张茹倩,徐丽萍.基于生态系统服务价值的生态足迹计算与分析:以玛纳斯河流域为例[J].中国农业资源与区划,2021(5):1-13.
- [16] 徐菲.大同煤矿区农户生态足迹及其对环境的影响[D].山西 临汾:山西师范大学,2017.
- [17] 方恺,高凯,李焕承.基于三维生态足迹模型优化的自然资本利用国际比较[J].地理研究,2013,32(9): 1657-1667.
- [18] Wackernagel M, Onisto L, Bello P, et al. National natural capital accounting with the ecological footprint concept [J]. *Ecological Economics*, 1999,29:375-390.
- [19] 符正平,麦景琦.生态省试点与可持续发展能力:基于生态足迹视角[J].中山大学学报(社会科学版),2021, 61(2):176-186.
- [20] 刘家旗,茹少峰.基于生态足迹理论的黄河流域可持续发展研究[J].改革,2020(9):139-148.
- [21] 李国志,张景然.矿产资源开发生态补偿文献综述及实践进展[J].自然资源学报,2021,36(2):525-540.